第 38 卷第 8 期 2018 年 4 月 | 生态学报 ACTA ECOLOGICA SINICA | Vol.38,No.8 Apr.,2018

DOI: 10.5846/stxb201705210935

宋敏敏,张青峰,吴发启,吴秉校,吴驳.黄土沟壑区小流域景观格局演变及生态服务价值响应.生态学报,2018,38(8):2649-2659.

Song M M, Zhang Q F, Wu F Q, Wu B X, Wu B.Landscape pattern changes and evaluation of ecological service values in a small watershed of the Loess Gully Region.Acta Ecologica Sinica,2018,38(8):2649-2659.

黄土沟壑区小流域景观格局演变及生态服务价值响应

宋敏敏[1],张青峰[1],吴发启[1,*],吴秉校[1],吴　驳[2]

1 西北农林科技大学资源环境学院, 杨凌　712100

2 西北农林科技大学水土保持研究所, 杨凌　712100

摘要:以黄土沟壑区典型小流域泥河沟为研究区,基于 1986 年的彩红外航空相片、2002 年 SPOT 影像、2016 年 GF-1 卫星影像的解译结果和社会经济统计数据,利用景观指数、土地利用程度、信息熵等方法分析了该流域近 30 年的景观格局演变规律,并借鉴生态服务价值当量估算法定量探讨了生态系统服务价值的变化特征。结果表明:①近 30 年来研究区土地利用景观格局发生了显著变化,除了林地和建设用地景观面积增加,耕地、园地、未利用地均有不同比例的减少。②流域内景观整体破碎度减少,优势斑块的连通性呈增加趋势。③土地利用程度整体呈上升趋势且高于全国平均水平 231,土地利用信息熵先减少后增加,流域景观经历了"无序-有序-无序"的变化。④研究期内流域的总生态系统服务价值呈持续上升趋势,单项生态服务功能主要为土壤形成与保护、废物处理、水源涵养和生物多样性保护。高分辨率卫星影像为流域景观格局演变和生态服务价值分析提供了较为详细的数据支撑。

关键词:土地利用;景观格局;景观指数;生态系统服务价值;当量法;泥河沟流域

Landscape pattern changes and evaluation of ecological service values in a small watershed of the Loess Gully Region

SONG Minmin[1], ZHANG Qingfeng[1], WU Faqi[1,*], WU Bingxiao[1], WU Bo[2]

1 *College of Natural Resources and Environment, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling* 712100, *China*

2 *Institute of Soil and Water Conservation, Northwest Agriculture and Forestry University, Yangling* 712100, *China*

Abstract: A case study was carried out in Nihegou, a typical watershed in the Loess Gully region. Color-infrared aerial photographs taken in 1986, SPOT images created in 2002, results interpreting GF-1(Gaofen-1 satellite)images in 2016, and socio-economic data were collected and used in this study. The change in landscape patterns over the past three decades was characterized by the landscape index and land use level indices and analyzed using information entropy theory. The characteristics of the change in ecosystem service values are quantitatively assessed with a version of an equivalence estimation method, which was originally used for ecology service valuations. The results showed that over the past 30 years, land use and land cover in the studied areas have undergone significant changes, with the areas of arable land, orchards, and unused land decreasing and the area of woodland and developed land increasing. The overall fragmentation of the landscape patterns is decreasing and the connectivity of the dominant patches is tending to grow stronger. The level of land use is continuing to grow and is greater than the national average level, at 231. The information entropy of land use decreased and then increased, indicating that the landscape patterns changed from an originally disordered state to a more ordered state and then returned to a more disordered state. The aggregate value of ecosystem services in this area, with the major individual functions being soil formation and protection, waste disposal, conservation of water sources, and

基金项目:国家"973"重点基础研究项目(2007CB407201-5);国家自然科学基金项目(41271288);国家科技支撑计划项目(2011BAD29B09-1)

收稿日期:2017-05-21;　　**网络出版日期:**2018-01-08

* 通讯作者 Corresponding author.E-mail: wufaqi@263.net

maintenance of bio-diversity, is tending to rise. High-resolution satellite images provide highly specific data in support of this characterization of the changes in the landscape patterns and the ecosystem service values of this watershed.

Key Words: land use; landscape pattern; landscape index; ecological service value; equivalence method; Nihegou river basin

景观格局演变主要关注景观的结构和功能随时间变化的过程与规律,研究景观格局演变是探讨生态状况、空间变异规律以及与生态过程相关的区域资源环境问题的重要途径[1-2]。生态系统服务功能指生态系统与生态过程形成及维持人类生存发展的自然环境条件[3],对其价值进行定量评估是高效、合理配置资源环境的基础[4],也是制定生态环境建设相关政策的必要条件[5]。社会经济发展、人类活动和政策等因素改变了景观格局中的物质循环、能量流动和土壤水分等[6]生态过程,并对生态系统服务价值(ESV)产生了重要影响。目前,对景观格局的研究大多集中在景观格局变化及驱动力分析方面[7-9],对生态系统服务的研究主要是关注 ESV 的空间变化[10-12],或者是侧重于湿地、农田、森林[13-15]等某一生态系统服,将景观格局演变和 ESV 响应进行结合的研究还有待深入。

黄土高原是地球上分布最集中且面积最大的黄土区,同时也是世界上水土流失最严重和生态环境最脆弱的地区之一。为了防治水土流失、恢复生态平衡、建立良性循环农业生态系统,国家在"七五"时期将"黄土高原综合治理研究"纳入重点科研项目"区域综合治理试验"之中,并在黄土高原不同类型区设置了 11 个试验示范区。泥河沟流域作为黄土沟壑区的典型代表,经过"七五"—"九五"的连续攻关,其景观格局和农户的经济生活状况发生了巨大变化,有必要进行长期的追踪探讨,但目前对该流域的研究多集中在水土流失治理、粮食作物增产、土壤水肥条件改善[16-17]等方面,尤其是"九五"重点攻关结束以来,由于国家对该流域的治理力度有所下降,导致与之相关的研究也相应减少。本文以泥河沟流域为研究对象,将景观格局演变和 ESV 响应相结合来揭示黄土沟壑区这种特殊地貌近 30 年来 ESV 的演变规律,这对深入认识科技攻关成果及后续资源的合理配置,实现黄土高原经济与生态环境的协调发展具有重要意义,同时为国家今后在黄土高原地区挖掘资源潜力、改善生态条件、繁荣区域经济和解决水土流失等方面制定政策提供理论参考。

1 研究区概况

泥河沟流域(图 1)位于黄土高原南部陕西省咸阳市淳化县境内,属典型的黄土沟壑区。流域面积 9.48 km^2,包括七个行政村,2016 年常住人口约为 3607 人。地势北高南低,海拔 699—1163m,沟壑上游坡陡沟窄,侵蚀活跃,下游侵蚀趋缓。年平均气温 9.8℃,无霜期 183d,太阳年辐射总量 504.35KJ/cm^2,为暖温带半湿润气候。年均雨量 600.6mm,7—9 月份降水量占全年的 50%以上且多为暴雨。自然植被多为草本、灌木且位于沟坡。主要景观类型为耕地、园地、林地、草地、水域、建设用地和未利用地。

2 数据来源与方法

2.1 数据源及预处理

遥感影像分别是 1986 年彩红外航空相片(1:10000)、2002 年 2.5m 空间分辨率的 SPOT 影像和 2016 年的 GF-1 卫星影像(2m 分辨率全色/8m 分辨率多光谱),利用 ENVI 5.3 对 SPOT-5 和 GF-1 数据进行辐射定标、FLAASH 大气校正、正射校正、融合以及和 1986 年由彩红外航片解译的土地利用现状图进行配准,配准误差控制在 0.5 个像元以内,然后利用面向对象分类方法对两景高分辨率影像进行人机交互解译,根据全国农业区划委员会 1984 年发布的《土地利用现状调查技术规程》制定的土地利用现状分类及含义并结合流域特点,将土地利用类型划分为 7 种,分别为耕地(旱耕地和轮荒地)、园地(果园)、林地(乔木林、疏林地和造林地)、草地(天然草地和人工草地)、水域(水库、渠道等)、建设用地(农村居民点、独立企业用地和道路)和未利用

地(陡坡荒草地,废沟滩地等)。基于混淆矩阵方法和实地验证进行解译精度评价,3 期影像解译精度均大于 90%,满足分析的需要。此外还包括淳化统计年鉴和实地走访数据等数据。

2.2　研究方法

2.2.1　景观格局演变

(1)景观特征指数选取　景观指数指高度浓缩景观格局信息,反映其结构组成和空间配置某些方面特征的简单定量指标[18]。根据需要在景观类型水平上选取斑块类型面积(CA)、斑块面积比例(PLAND)、斑块数(NP)、景观形状指数(LSI)、聚集度(CLUMPY)、斑块密度(PD)、最大斑块指数(LPI)、平均斑块面积(AREA_MN);景观水平上选取斑块数(NP)、斑块密度(PD)、香农多样性(SHDI)、香农均匀度(SHEI)、景观形状指数(LSI)、蔓延度(CONTAG)、景观丰富度(PR)、平均斑块面积(AREA_MN)、最大斑块指数(LPI),以上指标可以反映各景观类型面积、破碎度、形状复杂度、均衡性等,计算及意义详见[19]。

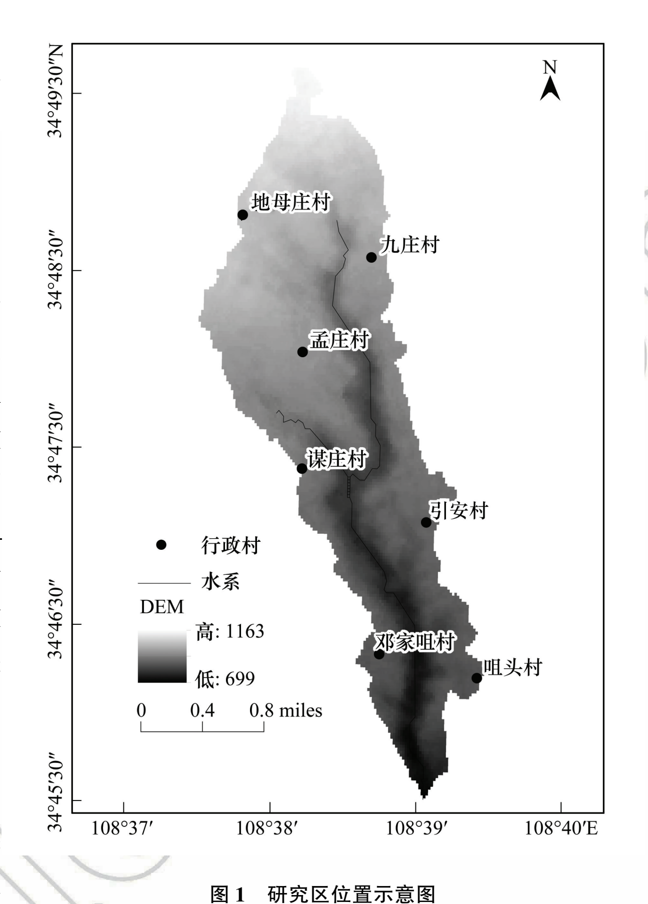


图 1　研究区位置示意图

Fig.1　Sketch map of the location of the study area

(2)土地利用动态度　单一土地利用动态度指某研究区一定时间范围内某种土地利用类型的年变化率[20]。

$$D = \frac{L_n - L_m}{L_m} \times \frac{1}{T} \times 100\% \tag{1}$$

式中:D 为研究时段内某一土地利用类型的单一动态度;L_m、L_n 分别为起始年和终止年某景观类型的面积;T 为研究时段。

(3)土地利用程度　土地利用程度用于分析区域土地利用的广度和深度,能够定量化反映自身自然属性和人类与自然环境的综合效应[20-21]。

$$L_u = 100 \times \sum_{i=1}^{n} P_i \times Q_i \tag{2}$$

式中:L_u 为土地利用程度综合指数;P_i 为第 i 级土地利用程度分级指数;Q_i 为第 i 级土地利用程度分级面积百分比。

(4)土地利用信息熵　土地利用信息熵可综合反映某区域在一定时段内各土地利用类型的动态变化及其转换程度,对于区域土地利用结构调整具有指导意义,熵值越大,土地利用系统的有序程度越低,各要素发展越均衡,反之亦然,当系统完全达到平衡时,信息熵达到极大值[22-23]。

$$H = -\sum_{i=1}^{n} P_i \log P_i \tag{3}$$

式中:P_i 为研究区各景观面积占该流域总面积的百分比;n 为景观类型数量。

2.2.2　ESV 评估

目前,国内外对 ESV 评估的方法主要以 Costanza 等[24] 提出的生态价值估算方法为主,谢高地等[25] 在 Costanza 评估模型基础上,制定了中国生态系统生态服务价值当量因子表[26]。ESV 当量因子的价值量估算公式为:

$$VC_0 = \frac{1}{7} \times P \times \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} Q_i \tag{4}$$

式中：VC_0为 ESV 当量因子的价值量（元 km^{-2} a^{-1}）；P 为平均粮食价格（元/kg）；Q 为研究区平均粮食产量（kg/km^2）；n 为年份数。本文把耕地和园地统一对应于生态资产类型中的农田，以研究区平均粮食产量 281930kg/km^{2}作为基准单产，并结合平均粮食价格 1.68 元/kg，考虑到在没有人力投入的自然生态系统提供的经济价值和现有单位面积农田提供的食物生产服务价值是 1:7 的关系，得出泥河沟农田自然粮食产量的经济价值 VC_0为 67663.2 元 kg^{-2} a^{-1}。价值当量乘以流域农田自然粮食产量的经济价值即可定量化出泥河沟景观类型单位面积生态价值。评估泥河沟的 ESV 的公式为：

$$\mathrm{ESV} = \sum_{k=1}^{n} (A_k \times VC_k) \tag{5}$$

$$\mathrm{ESV}_f = \sum (A_k \times VC_{fk}) \tag{6}$$

式中：ESV 是研究区生态系统服务价值（元）；A_k为景观类型 k 的面积（km^2），VC_k为 ESV 系数（元 km^{-2} a^{-1}）；ESV_f为生态系统第 f 项服务功能价值；VC_{fk}是景观类型 k 的第 f 项服务功能价值系数（元 km^{-2} a^{-1}）。

表 1　泥河沟流域各地类生态系统单位面积服务价值系数/（元 km^{-2} a^{-1}）

Table 1　Ecological service value coefficients per unit area of different landscape types in Nihegou

生态系统服务 Ecosystem services	景观类型 Landscape type					
	耕地 Arable land	园地 Orchard	林地 Woodland	草地 Grassland	水域 Water body	未利用地 Unused land
气体交换 Gas exchange	33831.60	33831.60	236821.20	54130.56	0.00	0.00
气候调节 Climate regulation	60220.25	60220.25	182690.64	60896.88	31125.07	0.00
水源涵养 Water conservation	40597.92	40597.92	216522.24	54130.56	1378976.02	2029.90
土壤形成与保护 Soil formation and protection	98788.27	98788.27	263886.48	131943.24	676.63	1353.26
废物处理 Waste treatment	110967.65	110967.65	88638.79	88638.79	1230116.98	676.63
生物多样性保护 Biodiversity conservation	48040.87	48040.87	220582.03	73752.89	168481.37	23005.49
食物生产 Food production	67663.20	67663.20	6766.32	20298.96	6766.32	676.63
原材料 Raw material	6766.32	6766.32	175924.32	3383.16	676.63	0.00
娱乐休闲 Entertainment and leisure	676.63	676.63	86608.90	2706.53	293658.29	676.63
合计 Total	467552.71	467552.71	1478440.92	489881.57	3110477.30	28418.54

2.2.3 敏感性验证

为验证选用的 VC 是否适合本研究区，选用敏感性指数（CS）来分析。敏感性分析指在求得某个模型的最优解后，研究模型中某个或若干个参数允许变化到多大，仍能使原最优解的条件保持不变[27]。通过计算 CS 来确定 ESV 随时间变化对 VC 的依赖程度，CS 指 VC 变动 1%引起 ESV 的变化状况，$CS>1$，表明 ESV 对 VC 是富有弹性的，结果的准确性越低；相反则表明 ESV 对 VC 是缺乏弹性的[28]，结果可信。此外，即使 $CS<1$，VC 的值过高或过低都会一定程度上影响 ESV 随时间变化的准确性。现将生态服务价值系数分别调整 50%来计算 CS：

$$CS = \left| \frac{(\mathrm{ESV}_j - \mathrm{ESV}_i)/\mathrm{ESV}_i}{(VC_{jk} - VC_{ik})/VC_{ik}} \right| \tag{7}$$

式中，CS 为敏感度，指 VC 变动 1%引起的 ESV 的变化情况；VC 表示生态价值系数；i 和 j 表示初始价值系数和调整后的价值系数；k 指各景观类型。

3 结果与分析

3.1 景观类型水平变化特征分析

由表 2 看出泥河沟流域耕地的形状指数(LSI)呈先减少后增加的趋势,斑块密度持续增加;园地斑块类型面积至 2002 年增加幅度达到 24.04%,2002—2016 年则减少 27.73%,斑块密度上升,聚集度先是明显上升随后又呈下降趋势,景观形状指数总体呈减少趋势,表明景观破碎度减少,人类的开垦利用使园地的形状趋于规则,斑块连通性增加;林地的斑块面积呈持续增加趋势,其聚集度在各地类中表现最高;草地的斑块数和形状指数呈持续减少趋势;随着居民生活水平提高,房屋、道路和厂房等建设用地面积逐步增加,同时未利用地得到了有效的利用,水域在研究期内变化不大。

3.2 景观级别水平变化特征分析

从(表 3)看出该流域景观形状指数(LSI)在 1986—2002 年间呈显著下降趋势,说明人类活动干预将景观形状改造趋于集中。蔓延度(CONTAG)在研究期内呈上升趋势,景观整体破碎化程度略有降低。香农多样性指数(SHDI)和香农均匀度指数(SHEI)均表现为先减少再略微增加的趋势,香农多样性指数(SHEI)减少,表明各景观类型在景观分布中均衡化程度较低,而香农均匀度指数的减少则说明流域内景观优势度在增加,景观优势类别对景观整体的控制作用增强,主要是林地斑块面积增加,对景观的控制作用增强导致的。

表 2　1986—2016 年泥河沟流域景观类型水平指数

Table 2　Indexes on landscape class level of the Nihegou River watershed from 1986 to 2016

类型 Type	年份 Year	斑块类型面积 CA/km^2	斑块面积比例 PLAND/%	斑块数 NP	景观形状指数 LSI	聚集度 CLUMPY	斑块密度 PD	最大斑块指数 LPI/%	平均斑块面积 AREA_MN/km^2
耕地 Arable land	1986	348.7619	37.2284	28	11.4387	0.892	2.9888	16.1087	12.4558
	2002	304.0734	32.6563	18	1.9331	13.5879	9.622	16.893	0.9109
	2016	296.4341	31.6497	42	4.4843	8.8725	10.6189	7.058	0.9008
园地 Orchard	1986	158.3433	16.9023	35	8.933	0.9076	3.7361	5.0901	4.5241
	2002	196.4211	21.0949	17	1.8257	5.738	6.812	11.5542	0.9361
	2016	141.9609	15.1569	39	4.164	4.2666	9.0606	3.64	0.9028
林地 Woodland	1986	149.849	15.9955	80	15.2353	0.8308	8.5396	2.0165	1.8731
	2002	231.3709	24.8483	18	1.9331	18.3267	11.185	12.8539	0.8917
	2016	263.0196	28.0821	26	2.776	23.1724	10.5222	10.1161	0.9006
草地 Grassland	1986	115.9152	12.3733	90	17.2682	0.7895	9.607	4.4406	1.2879
	2002	74.6097	8.0128	26	2.7923	3.0925	9.5347	2.8696	0.8688
	2016	103.5676	11.0577	25	2.6692	7.0655	9.9408	4.1427	0.8795
水域 Water body	1986	8.8428	0.9439	6	5.22	0.8176	0.6405	0.6758	1.4738
	2002	7.4118	0.796	1	0.1074	0.796	3.8261	7.4118	0.8663
	2016	8.5786	0.9159	1	0.1068	0.9159	3.3673	8.5786	0.8967
建设用地 Build-up land	1986	48.4831	5.1753	32	8.2069	0.8656	3.4158	1.1687	1.5151
	2002	54.6714	5.8715	54	5.7994	1.7472	9.3065	1.0124	0.853
	2016	74.348	7.938	31	3.3098	1.4119	7.9722	2.3983	0.892
未利用地 Unused land	1986	106.6222	11.3813	31	16.4244	0.7937	3.3091	2.7651	3.4394
	2002	62.5745	6.7203	41	4.4032	1.9939	11.3258	1.5262	0.8287
	2016	48.6993	5.1995	49	5.2316	1.6877	9.7241	0.9939	0.8381

CA: Class area; PLAND: percent of landscape; NP: Number of patches; LSI: Landscape shape index; CLUMPY: Clumpiness; PD: Patch density; LPI: Largest patch index; AREA: Area

表 3 1986—2016 年泥河沟流域景观级别水平指标

Table 3 Indexes on landscape level of the Nihegou River watershed from 1986 to 2016

年份 Year	斑块数 NP	斑块密度 PD	香农多样性 SHDI	香农均匀度 SHEI	景观形状指数 LSI	蔓延度 CONTAG	景观丰富度 PR	平均斑块面积/km² AREA_MN	最大斑块指数 LPI/%
1986	302	32.2368	1.6647	0.8555	16.4126	44.4768	7.0000	3.1020	16.1087
2002	175	18.7943	1.6284	0.8368	12.2874	48.331	7.0000	5.3208	18.3267
2016	213	22.7416	1.6481	0.8469	12.6169	47.2997	7.0000	4.3972	23.1724

NP：Number of patches；SHDI：Shannon's diversity index；SHEI：Shannon's evenness index；CONTAG：Contagion index；PR：Patch richness；AREA_MN：Mean area

3.3 景观类型面积变化特征及相互转化关系分析

图 2 为研究区 3 期土地利用类型图，由(表 4)看出研究区各景观类型面积均发生了变化。耕地呈持续减少趋势，变化量为-0.5377km^2；园地先增加后减少，变化量为-0.1622km^2；林地变化较显著，从 1.5069km^{2}增加到 2.6323km^2，变化量为 1.1254km^2；建设用地占比从 5.14%增加到 7.84%而未利用地则从占比 12.07%减少到 6.31%；草地和水域面积变化不大。整体看，近 30 年间耕地、园地和林地占优势地位，其面积之和在 3 个时期都超过了研究区总面积的 70%。由图 3 来看，林地、草地和未利用地表现出较明显的变化速率，其中林地达到 3.34%。另外，除了林地、建设用地动态变化为正外(>0)，其他地类均为负动态变化。由表 5 看出变化最明显的是林地与园地和耕地之间的相互转化，占整个研究区变化面积的 18.80%，该转换关系一方面是受政策影

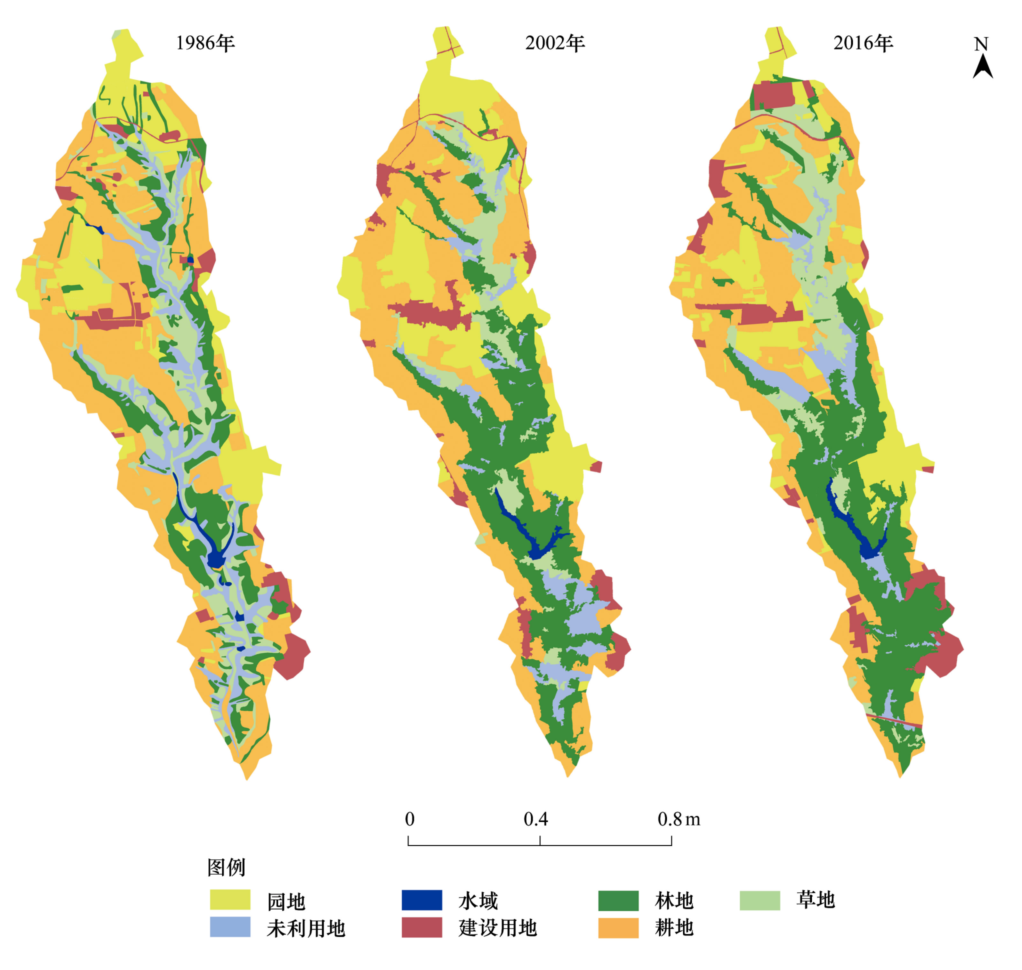


图 2 泥河沟流域 1986、2002 和 2016 年土地利用类型图

Fig.2 Land use types in Nihegou River watershed in 1986, 2002 and 2016

响,部分坡耕地和一些坡度较大、容易导致水土流失的园地被有计划地转换为林地,恢复林草植被,使得林地面积增加;另一方面,原来一些品种落后的果树和老树逐渐被经济效益较好的新品种果树和耕地取代,导致园地的数量和结构发生变化,此外,随着泥河沟治理的深入推进,加上农业技术承包、良田改造等的实施和市场经济的影响,使得流域内的景观布局尤其是耕地、园地和林地的比例得到调整和优化。

表 4　各类景观面积变化量及百分比

Table 4　The landscape area change and percentage of the Nihegou River watershed

景观类型 Landscape type	1986 年		2002 年		2016 年		面积变化量 Area change/km^2		
	面积 Area/km^2	百分比 Percent/%	面积 Area/km^2	百分比 Percent/%	面积 Area/km^2	百分比 Percent/%	1986—2002	2002—2016	1986—2016
耕地 Arable land	3.5008	36.93	3.0382	32.05	2.9631	31.26	−0.4626	−0.0751	−0.5377
园地 Orchard	1.5829	16.70	1.9633	20.71	1.4207	14.99	0.3804	−0.5426	−0.1622
林地 Woodland	1.5069	15.90	2.3129	24.40	2.6323	27.77	0.8060	0.3194	1.1254
草地 Grassland	1.1692	12.33	0.7477	7.89	1.0370	10.94	−0.4215	0.2893	−0.1322
水域 Water body	0.0890	0.94	0.0743	0.78	0.0851	0.90	−0.0147	0.0108	−0.0039
建设用地 Build-up land	0.4871	5.14	0.5470	5.77	0.7432	7.84	0.0599	0.1962	0.2561
未利用地 Unused land	1.1441	12.07	0.7963	8.40	0.5986	6.31	−0.3478	−0.1977	−0.5455
合计 Total	9.4800	1.00	9.4800	1.00	9.4800	1.00	0	0	0

表 5　1986—2016 年景观类型面积转移矩阵/km^2

Table 5　Transition matrixes the Nihegou River watershed landscape area from 1986 to 2016

1986 年景观类型 Landscape type in 1986	2016 年景观类型 Landscape type in 2016							
	耕地 Arable land	园地 Orchard	林地 Woodland	草地 Grassland	水域 Water body	建设用地 Build-up land	未利用地 Unused land	转出面积 Transfer-out area
耕地 Arable land	2.106	0.508	0.491	0.124	0.272	0.003	0.032	1.430
园地 Orchard	0.440	0.778	0.209	0.078	0.129	—	0.007	0.863
林地 Woodland	0.156	0.057	0.878	0.287	0.045	0.009	0.064	0.618
草地 Grassland	0.120	0.038	0.495	0.328	0.009	0.005	0.162	0.829
水域 Water body	0.104	0.034	0.045	0.022	0.281	—	0.000	0.205
建设用地 Build-up land	0.004	0.000	0.024	0.002	—	0.045	0.013	0.043
未利用地 Unused land	0.032	0.003	0.557	0.251	0.005	0.021	0.207	0.869
转入面积 Transfer-in area	0.856	0.640	1.821	0.764	0.460	0.038	0.278	4.857

3.4　土地利用程度分析

泥河沟 3 期土地利用程度总体呈上升趋势且高于全国平均水平 231(表 6)。说明“七五”—“九五”时期的连续攻关,使该流域的土地利用方式趋于合理,土地利用程度大大提高。后 15 年呈略微下降趋势是由于随着经济发展和城市化进程加快,外出务工人员增加,人们对土地缺乏管理,使土地没有得到有效利用,此外,建设用地一定程度上破坏了景观的完整性和连通性,景观功能有所下降。

表 6　泥河沟流域 1986—2016 年土地利用程度综合指数

Table 6　The integrative indexes of land use degree from 1986 to 2016 in Nihegou River watershed

年份 Year	1986	2002	2016
土地利用程度指数 Land use degree	251.86	255.90	255.64

3.5　土地利用信息熵评价

由公式(3)得出 3 期土地利用信息熵分别为 0.7248、0.7148、0.7219,特征为先减少后增加且总体略有下降,1986 年的土地利用信息熵最高,表明土地利用系统有序度较低;2002 年最低则表明土地利用系统的有序

度增加,无序度降低。信息熵的变化表明泥河沟土地利用系统经历了"无序—有序—无序"的逐步调整过程。经过"七五"时期的集中治理,该流域的土地利用结构得到调整,使得 2002 年的土地利用系统有序性与治理前相比明显提高,土地利用系统逐渐稳定。

3.6 生态系统服务价值演变分析

3.6.1 总生态系统服务价值变化

近 30 年来,泥河沟流域总 ESV 呈持续上升趋势,由 548.69×10^{4}元增加到 673.11×10^{4}元,增加了 22.68%(表 7)。从各景观类型的 ESV 来看,1986—2002 年间,除林地和园地的 ESV 呈增加趋势外,其他景观类型的 ESV 均呈减少趋势,其中林地的 ESV 增加 119.16×10^{4}元,增幅达到 53.49%;2002—2016 年间,林地、草地和水域的 ESV 均呈增加趋势。总体上只有林地的 ESV 保持增加趋势,且近 30 年总增长率达到 74.68%,林地单项 ESV 的增加对该流域总 ESV 的增加起重要作用。

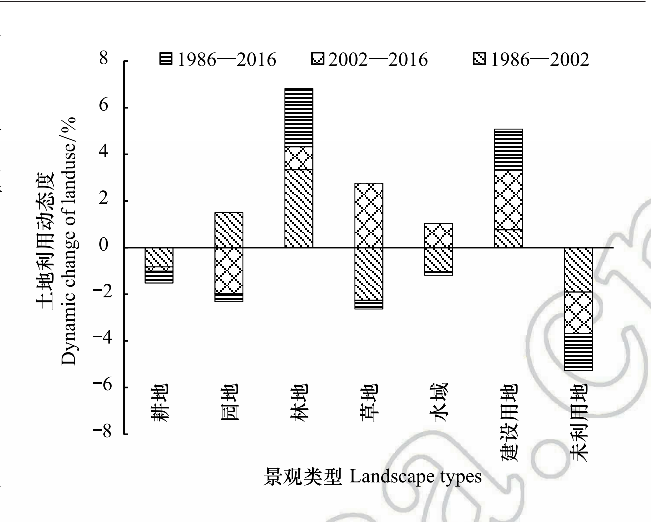


图 3 1986—2016 年土地利用动态度

Fig.3 Dynamic change of land use from 1986 to 2016

表 7 泥河沟流域不同类型景观的生态系统服务价值

Table 7 Different landscape types ecosystem services value of Nihegou River watershed

景观类型 Landscape type	ESV/×10^4/(元/a)			1986—2002 年		2002—2016 年		1986—2016 年	
	1986 年	2002 年	2016 年	变化量/(×10^{4}元)	变化率/%	变化量/(×10^{4}元)	变化率/%	变化量/(×10^{4}元)	变化率/%
耕地 Arable land	163.68	142.05	138.54	−21.63	−13.21	−3.51	−2.47	−25.14	−15.36
园地 Orchard	74.01	91.79	66.43	17.78	24.02	−25.37	−27.64	−7.58	−10.24
林地 Woodland	222.79	341.95	389.17	119.16	53.49	47.22	13.81	166.38	74.68
草地 Grassland	57.28	36.63	50.80	−20.65	−36.05	14.17	38.68	−6.48	−11.31
水域 Water body	27.68	23.11	26.47	−4.57	−16.51	3.36	14.54	−1.21	−4.37
未利用地 Unused land	3.25	2.26	1.70	−0.99	−30.46	−0.56	−24.78	−1.55	−47.69
总计 Total	548.69	637.79	673.11	89.11	16.24	35.31	5.54	124.42	22.68

3.6.2 单项生态系统服务价值变化

泥河沟流域单项 ESV 变化较明显(表 8),除了食物生产的价值呈下降趋势,其他单项 ESV 均有不同比例的增加。1986—2002 年间,原材料和娱乐休闲的 ESV 变化较其他功能大,变化率分别为 46.06%、39.09%、27.92%;与前 15 年相比,2002—2016 年间,食物生产、气体交换、水源涵养 ESV 变化较显著。从泥河沟流域 ESV 的构成来看,各单项功能价值所占比例的大小依次为:土壤形成与保护>废物处理>水源涵养>生物多样性保护>气候调节>气体交换>原材料>食物生产>娱乐休闲。泥河沟土壤形成与保护的功能价值最为突出,占总功能价值的 19.86%;废物处理、水源涵养及生物多样性保护的功能价值次之,三者各占总功能价值的 13%左右;娱乐休闲占总功能价值的比例最低,为 3%左右。2015 年位于泥河沟咀头村的现代农业示范园区"首届葡萄文化节"开幕,该园区以休闲农业旅游为载体,以观赏品尝、采摘日光温室大棚新品种葡萄(京蜜、京香玉、红巴拉多等)为重点,吸引了大量游客来体验现代新型农业科技管理等文化,促进了该流域娱乐休闲功能的逐步提高。

3.6.3 敏感度分析

由(图 4)看出,*CS* 从低到高依次是未利用地、水域、草地、园地、耕地、林地且均小于 1。其中,林地的敏感性指数最高,2016 年为 0.58,说明当林地的生态价值系数增加 1%时,生态系统服务总价值将增加 0.58%。敏

感性分析表明,泥河沟 ESV 对于价值系数变化缺乏弹性,生态价值系数可靠,研究结果可信,可为该流域的生态建设提供参考。

表 8　泥河沟流域 1986—2016 年 ESV 结构变化

Table 8　Changes of structure of ecosystem services value of Nihegou River watershed during 1986—2016

景观类型 Landscape type	ESV/(×10⁴元)			1986—2002		2002—2016		1986—2016	
	1986	2002	2016	变化量/(×10⁴元)	变化率/%	变化量/(×10⁴元)	变化率/%	变化量/(×10⁴元)	变化率/%
气体交换 Gas exchange	59.21	75.74	82.78	16.53	27.92	7.04	9.29	23.57	39.81
气候调节 Climate regulation	65.54	77.16	81.07	11.62	17.73	3.91	5.07	15.53	23.7
水源涵养 Water conservation	72.1	84.84	92.26	12.74	17.67	7.42	8.75	20.16	27.96
土壤形成与保护 Soil formation and protection	105.57	120.42	126.54	14.85	14.07	6.12	5.08	20.97	19.86
废物处理 Waste treatment	91.16	91.82	91.68	0.66	0.72	-0.14	-0.15	0.52	0.57
生物多样性保护 Biodiversity conservation	70.42	83.64	89.58	13.22	18.77	5.94	7.1	19.16	27.21
食物生产 Food production	37.93	37.03	33.65	-0.9	-2.37	-3.38	-9.13	-4.28	-11.28
原材料 Raw material	30.35	44.33	49.63	13.98	46.06	5.3	11.96	19.28	63.53
娱乐休闲 Entertainment and leisure	16.4	22.81	25.91	6.41	39.09	3.1	13.59	9.51	57.99
合计 Total	548.68	637.79	673.1	89.11	16.24	35.31	5.54	124.42	22.68

4　结论与讨论

ESV 估算大致分两类,分别是基于单位服务功能价格法和基于单位面积价值当量因子法[24,26],不同方法选取的模型和参数都会使结果存在差异,目前还没有让公众普遍接受的 ESV 评估体系。考虑到前者输入参数较多、计算过程复杂且对每种服务价值的参数标准难以统计,而后者较为直观且适用于区域 ESV 的评估[29],因此本文选用后者,在谢高地等[25-26]的生态服务价值当量估算法的基础上,探讨 1986—2016 年泥河沟流域 ESV 的变化特征,同时利用景观指数、土地利用动态度和信息熵等方法定量分析其景观格局演变规律,得出的结论如下:

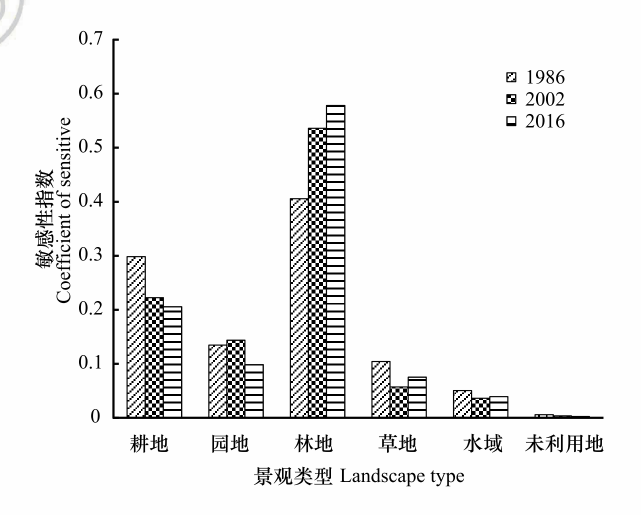


图 4　生态系统服务价值敏感性指数变化(1986—2016)

Fig.4　Changes of coefficients of sensitivity of ecosystem services value from 1986 to 2016

(1)近 30 年来泥河沟土地利用景观格局变化显著,除林地和建设用地面积增加外,耕地、园地、未利用地面积均有不同比例的减少。由景观指数分析结果可知流域内景观整体破碎度减少,优势斑块的连通性呈增加趋势。耕地、园地与林地之间的转换是主要的用地类型转化方式。除林地、建设用地为正动态变化外,其他均为负动态变化。国家对该流域的治理使其利用结构得到优化,土地利用程度大大提高且高于全国平均水平 231,土地利用系统趋于稳定有序。

(2)从总 ESV 变化角度看,近 30 年的 ESV 呈持续上升趋势。这与李晶和任志远[30]的陕北黄土高原土地利用 ESV 时空研究和李娜等[31]探讨的黄土丘陵区 ESV 的结果一致。从各景观类型的 ESV 来看,1986—2002 年间,林地和园地的 ESV 呈增加趋势,其他景观类型的 ESV 均呈减少趋势,2002—2016 年间,林地、草地和水域的 ESV 均呈增加趋势。从单项 ESV 变化角度看,1986—2016 年间该流域单项 ESV 变化较明显,除了食物生产的价值呈下降趋势外,其他单项 ESV 均有不同比例的增加。从流域 ESV 的构成看,各单项功能价值中以土壤形成与保护、废物处理、水源涵养和生物多样性保护为主,其中土壤形成与保护的功能价值最为突出,占总功能价值的 19.86%。经分析,泥河沟 ESV 变化的原因主要是景观格局导致各自然生态系统面积发生变化和国家政策的推动。

(3)通过敏感性指数验证,该流域 ESV 对生态服务功能指数缺乏弹性,生态价值系数的不确定性对整个研究区 ESV 估算结果的稳定性影响不大,研究结果可靠,能够为深入认识科技攻关成果及后续资源配置提供参考。然而,要想准确获取该区域 ESV,唯一方法就是采用特定区域生态系统服务的特定单位[32-33],因此本研究仍需深入研究。

参考文献(References):

[1] Gardner R H, Milne B T, Turnei M G, O′Neill R V. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. Landscape Ecology, 1987, 1(1): 19-28.

[2] 傅伯杰. 黄土区农业景观空间格局分析. 生态学报, 1995, 15(2): 113-120.

[3] Li F, Zhang S W, Yang J C, Bu K, Wang Q, Tang J M, Chang L P. The effects of population density changes on ecosystem services value: a case study in Western Jilin, China. Ecological Indicators, 2016, 61: 328-337.

[4] 李晋昌, 王文丽, 胡光印, 魏振海. 若尔盖高原土地利用变化对生态系统服务价值的影响. 生态学报, 2011, 31(12): 3451-3459.

[5] 刘军会, 高吉喜. 北方农牧交错带生态系统服务价值测算及变化. 山地学报, 2008, 26(2): 145-153.

[6] 邹月, 周忠学. 西安市景观格局演变对生态系统服务价值的影响. 应用生态学报, 2017, 28(8): 2629-2639.

[7] 刘吉平, 赵丹丹, 田学智, 赵亮, 刘家福. 1954—2010 年三江平原土地利用景观格局动态变化及驱动力. 生态学报, 2014, 34(12): 3234-3244.

[8] 胡冬雪, 唐立娜, 邱全毅, 石龙宇, 邵国凡. 海峡西岸经济区景观格局 10 年变化及驱动力. 生态学报, 2015, 35(18): 6138-6147.

[9] 张敏, 宫兆宁, 赵文吉, 阿多. 近 30 年来白洋淀湿地景观格局变化及其驱动机制. 生态学报, 2016, 36(15): 4780-4791.

[10] 顿耀龙, 王军, 白中科, 陈晓辉, 郭义强. 基于灰色模型预测的矿区生态系统服务价值变化研究——以山西省平朔露天矿区为例. 资源科学, 2015, 37(3): 494-502.

[11] 张骞, 高明, 杨乐, 陈成龙, 孙宇, 王金柱. 1988—2013 年重庆市主城九区生态用地空间结构及其生态系统服务价值变化. 生态学报, 2017, 37(2): 566-575.

[12] 严恩萍, 林辉, 王广兴, 夏朝宗. 1990—2011 年三峡库区生态系统服务价值演变及驱动力. 生态学报, 2014, 34(20): 5962-5973.

[13] 段颖琳, 刘峰, 赵帅, 李勇志, 赵俊杰. 三峡库区蓄水前后农田生态系统服务与环境压力分析. 生态学报, 2016, 36(9): 2750-2763.

[14] 江波, 张路, 欧阳志云. 青海湖湿地生态系统服务价值评估. 应用生态学报, 2015, 26(10): 3137-3144.

[15] 殷莎, 赵永华, 韩磊, 王耀斌, 蔡健. 秦岭森林生态系统服务价值的时空演变. 应用生态学报, 2016, 27(12): 3777-3786.

[16] 全志杰, 王成吉, 李元科, 毛晓利. 淳化县泥河沟水土流失综合治理成果动态变化遥感研究. 国土资源遥感, 1995, (3): 20-24.

[17] 莫翼翔, 吴发启. 泥河沟小流域土壤养分的分布与保护. 水土保持学报, 2002, 16(3): 86-89, 109-109.

[18] 陈文波, 肖笃宁, 李秀珍. 景观指数分类、应用及构建研究. 应用生态学报, 2002, 13(1): 121-125.

[19] 布仁仓, 胡远满, 常禹, 李秀珍, 贺红士. 景观指数之间的相关分析. 生态学报, 2005, 25(10): 2764-2775.

[20] 王秀兰, 包玉海. 土地利用动态变化研究方法探讨. 地理科学进展, 1999, 18(1): 81-87.

[21] Morgan J L, Gergel S E. Quantifying historic landscape heterogeneity from aerial photographs using object-based analysis. Landscape Ecology, 2010, 25(7): 985-998.

[22] 谭永忠, 吴次芳. 区域土地利用结构的信息熵分异规律研究. 自然资源学报, 2003, 18(1): 112-117.

[23] 陈浩, 李正国, 唐鹏钦, 胡亚南, 谭杰扬, 刘珍环, 游良志, 杨鹏. 气候变化背景下东北水稻的时空分布特征. 应用生态学报, 2016, 27

(8): 2571-2579.

[24] Costanza R, d'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill R V, Paruelo J, Raskin R G, Sutton P, Van Den Belt M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 1997, 387(6630): 253-260.

[25] 谢高地, 肖玉, 甄霖, 鲁春霞. 我国粮食生产的生态服务价值研究. 中国生态农业学报, 2005, 13(3): 10-13.

[26] 谢高地, 鲁春霞, 冷允法, 郑度, 李双成. 青藏高原生态资产的价值评估. 自然资源学报, 2003, 18(2): 189-196.

[27] 高练, 周勇. 武汉市土地利用/土地覆盖变化的生态环境效应分析. 农业工程学报, 2008, 24(S1): 73-77.

[28] 李哲, 张飞, Kung H T, 张月, 井云清. 1998—2014 年艾比湖湿地自然保护区生态系统服务价值及其时空变异. 生态学报, 2017, 37(15): 4984-4997.

[29] Costanza R, De Groot R, Sutton P, Van Der Ploeg S, Anderson S J, Kubiszewski I, Farber S, Turner R K. Changes in the global value of ecosystem services. Global Environmental Change, 2014, 26: 152-158.

[30] 李晶, 任志远. 陕北黄土高原土地利用生态服务价值时空研究. 中国农业科学, 2006, 39(12): 2538-2544.

[31] 李娜, 董立国, 刘长宁, 李生宝. 黄土丘陵区土地利用格局与生态系统服务价值分析——以中庄流域为例. 水土保持研究, 2013, 20(1): 144-147.

[32] Renetzeder C, Schindler S, Peterseil J, Prinz M A, Mücher S, Wrbka T. Can we measure ecological sustainability? Landscape pattern as an indicator for naturalness and land use intensity at regional, national and European level. Ecological Indicators, 2010, 10(1): 39-48.

[33] Farley J, Costanza R. Payments for ecosystem services: from local to global. Ecological Economics, 2010, 69(11): 2060-2068.